



Web Jurnal:
<http://ejournal.kemenperin.go.id/jli>

Jurnal Litbang Industri

| p-ISSN: 2252-3367 | e-ISSN: 2502-5007 |



Pengaruh pH dan dosis adsorben dari limbah lumpur aktif industri *crumb rubber* terhadap kapasitas penyerapan ion Cd(II) dan Zn(II)

The effect of solution pH and adsorbent dosage on the adsorption of Cd(II) and Zn(II) ions from aqueous solution by activated sludge of crumb rubber industry

Salmariza Sy^{*1}, Desy Kurniawati², Intan Lestari³, H Harmiwati⁴, Monik Kasman⁵

¹ Balai Riset dan Standardisasi Industri Padang.
 Jl. Raya LIK No. 23 Ulu Gadut, Padang Indonesia

² Jurusan kimia, Universitas Negeri Padang
 Jl. Prof Hamka. Air Tawar Padang, Indonesia

³ Program studi kimia, Fakultas Sains dan Teknologi, Universitas Jambi
 Jl. Raya Jambi-Ma. Bulian Km 15, mendalo Indah. Jambi, Indonesia

⁴ Politeknik ATI Padang
 Jl. Bungo Pasang, Tabing, Padang Indonesia

⁵ Jurusan Teknik Lingkungan, Fakultas Teknik, Universitas Batanghari
 Jl. Slamet Riyadi, Broni, Jambi, Indonesia

* e-mail: rizasalma@gmail.com



INFO ARTIKEL

Sejarah artikel:

Diterima:
 19 Oktober 2018
 Direvisi:
 12 Desember 2018
 Diterbitkan:
 28 Desember 2018

Kata kunci:

adsorben;
 limbah lumpur aktif;
crumb rubber;
 LLA-ICR;
 dosis

ABSTRAK

Penelitian dengan sistem batch telah dilakukan untuk mempelajari pengaruh perlakuan pH larutan dan dosis adsorben yang dibuat dari limbah lumpur aktif industri *crumb rubber* (LLA-ICR) terhadap kapasitas adsorpsi dan efisiensi penyisihan ion Cd(II) dan Zn(II) dalam larutan. Pengamatan meliputi variasi pH larutan pada range 1-7 dan dosis adsorben LLA-ICR 0,1 g - 1,0 g. Karakterisasi adsorben sebelum dan sesudah proses adsorpsi dilakukan dengan menggunakan FTIR, XRF dan SEM-EDX. Hasil penelitian menunjukkan bahwa perlakuan pH larutan dan dosis adsorben berpengaruh pada kapasitas adsorpsi dan efisiensi penyisihan ion Cd(II), dan Zn(II). pH optimum didapatkan pada pH 5. Semakin rendah dosis adsorben, maka semakin tinggi kapasitas adsorpsi namun semakin rendah efisiensi penyisihan ion Cd(II) dan Zn(II). Dosis adsorben optimum didapatkan pada 0,1 g, dengan kapasitas adsorpsi dan efisiensi penyisihan ion Cd(II) > Zn(II). Kapasitas adsorpsi maksimum untuk ion Cd(II) dan Zn(II) berturut-turut 29,8 mg/g dan 10,3 mg/g. Efisiensi penyisihan maksimum untuk ion Cd(II) dan ion Zn(II) adalah 95,4% dan 87,9%.

ABSTRACT

A batch system has been carried out to study the treatment effect of pH solution and adsorbent dosage derived from activated sludge of crumb rubber industry (LLA-ICR) on the adsorption capacity and removal efficiency of Cd(II) and Zn(II) ions in aqueous solution. Observations included variations in the solution pH in the range 1-7 and the LLA-ICR adsorbent dosage of 0.1 g - 1.0 g. Characterization of the adsorbent before and after the adsorption process was carried out using FTIR, XRF, and SEM-EDX. The results showed that the treatment of the solution pH and the adsorbent dose affected the adsorption capacity and removal efficiency of Cd(II) and Zn(II) ions. The optimum pH was obtained at pH 5. The lower the adsorbent dose the higher the adsorption capacity, however the lower the efficiency removal of Cd(II) and Zn(II) ions. The optimum adsorbent dosage was obtained at 0.1 g with adsorption capacity and removal efficiency of Cd(II) > Zn(II) ions. The maximum adsorption capacity for Cd(II) and Zn(II) ions were 29.8 mg/g and 10.3 mg/g respectively. The maximum removal efficiency for Cd (II) and Zn(II) ions were 95.4% and 87.9%.

Keywords:

adsorbent;
 activated sludge waste;
crumb rubber;
 LLA-ICR;
 dosage

1. Pendahuluan

Perkembangan industri harus berorientasi pada industri yang berteknologi ramah lingkungan. Limbah industri yang ada harus memenuhi baku mutu yang telah ditetapkan sehingga limbah harus diolah sebelum dibuang ke lingkungan. Salah satu pengolahan air limbah secara biologis yang paling umum digunakan adalah proses lumpur aktif. Namun, sistem lumpur aktif juga menghasilkan limbah berupa lumpur padat (Limbah Lumpur Aktif / LLA) yang harus dipisahkan dari proses pengolahan limbah.

Pengelolaan dan pembuangan LLA merupakan masalah besar bagi kota dan industri akhir-akhir ini. Contohnya di Eropa, produksi limbah lumpur dari pengolahan air limbah kota diperkirakan 11,5 juta ton pada tahun 2010, yang diperkirakan akan meningkat menjadi 13,0 juta ton pada tahun 2020 (Samolada and Zabaniotou, 2014). Di Kota Padang (Sumatera Barat) LLA menjadi permasalahan bagi 6 industri *crumb rubber* di mana dalam sebulan masing-masing industri memerlukan biaya tambahan untuk pengiriman \pm 32 ton lumpur LLA ke TPA (Salmariza, 2012).

LLA memiliki komponen utama yang sama dengan lumpur aktif yaitu berupa mikroorganisme, tetapi dalam kondisi yang berbeda di mana kondisi mikroorganisme dalam lumpur aktif masih dalam keadaan hidup, sementara di dalam LLA sudah mati atau kemungkinan ada yang dalam kondisi dormansi karena telah dikeringkan. Pembentukan sel mikroorganisme tersebut tergantung pada komposisi kimia air limbah dan karakteristik khusus dari organisme dalam komunitas biologis (Spellman, 2014). Mikroorganisme seperti khamir, jamur, bakteri, dan alga secara efisien dapat menyerap logam-logam berat dan radionuklida dari lingkungan eksternalnya. Proses ini berlangsung cepat dan terjadi baik pada mikroorganisme hidup maupun mati (Khosravan and Lashkari, 2011).

Selain mengandung banyak mikroba, LLA juga mengandung berbagai kontaminan lainnya yang tergantung sumbernya. Perlakuan dan pembuangan LLA yang tidak tepat akan menyebabkan masalah lingkungan sekunder seperti emisi gas rumah kaca dan kontaminasi pada permukaan tanah. Oleh karena itu, diperlukan pengelolaan LLA yang tepat (Samolada and Zabaniotou, 2014). Selama ini pembuangan yang dilakukan meliputi tempat pembuangan sampah akhir/TPA, penimbun jalan, ke perkebunan, reklamasi hutan dan lahan, dan menjadi bahan bangunan (Ding et al., 2012). Metode pembuangan lumpur secara tradisional seperti aplikasi ke TPA dan lahan pertanian mendapat tekanan besar karena kurangnya lokasi TPA yang tersedia dan tingginya kemungkinan pencemaran lahan pertanian (Smith et al., 2009). Metode lain untuk menambahkan nilai pada limbah padat adalah dengan membakarnya di insinerator, yang menghasilkan output berenergi tinggi dan mengurangi volume pembuangan akhir. Namun, keterbatasan teknik ini adalah menghasilkan dioksin dan produk samping pembakaran yang beracun (Gómez-Pacheco et al., 2012). Pemanfaatan LLA sebagai adsorben merupakan salah satu solusi yang ditawarkan dan mendapat perhatian akhir-akhir ini (Monsalvo et al., 2011).

Sementara itu, industrialisasi yang cepat telah menyebabkan meningkatnya kontaminasi lingkungan oleh logam berat. Pencemaran logam berat oleh industri telah menjadi masalah sanitasi dan lingkungan yang serius di seluruh dunia dalam beberapa tahun terakhir. Logam berat tidak hanya memiliki efek toksik dan berbahaya pada organisme yang hidup di air tetapi juga menumpuk di seluruh rantai makanan dan juga dapat mempengaruhi manusia (Fu and Wang, 2011). Di antara logam-logam berat tersebut adalah seng dan kadmium.

Seng dianggap sebagai elemen penting untuk kehidupan dan bertindak sebagai mikronutrien bila ada dalam jumlah sedikit. Hal ini penting untuk fungsi fisiologis jaringan hidup dan mengatur banyak proses biokimia. Namun, peningkatan kadar seng dalam tubuh menyebabkan masalah kesehatan. Gejala toksisitas seng termasuk sifat lekas marah atau mudah tersinggung, kram perut, kekakuan otot, kehilangan nafsu makan, mual, dan muntah. Logam tersebut juga dapat terakumulasi dalam flora dan fauna yang menciptakan masalah ekologis (Fu and Wang, 2011).

Sedangkan kadmium adalah elemen non esensial dan merupakan salah satu ion logam yang sangat beracun bagi organisme meskipun dalam jumlah yang sedikit, yang dicirikan dengan kestabilannya yang tinggi dan sifat toksiknya. Ia tidak dapat didegradasi di alam sehingga sekali lingkungan terpapar oleh kadmium, maka ia akan tetap ada dalam sirkulasi dan membutuhkan waktu yang sangat lama untuk memulihkannya (Khosravan and Lashkari, 2011).

Kadmium berdampak buruk pada beberapa enzim penting yang menyebabkan penyakit tulang dan kerusakan ginjal. Berbagai sindrom, hipertensi fungsi ginjal, cedera hati, kerusakan paru-paru, dan efek teratogenik dapat terjadi akibat toksisitas kadmium (Ihsanullah et al., 2015). Penyakit Itai-Itai, yang disebabkan oleh keracunan kadmium dan yang menyebabkan pelunakan tulang dan kegagalan ginjal penduduk di daerah sungai Jinzu di prefektur Toyama, adalah salah satu masalah lingkungan yang paling parah di Jepang (Siswoyo et al., 2014; Sy et al., 2016).

Banyak metoda yang telah digunakan untuk penanggulangan pencemaran logam berat di perairan di antaranya presipitasi, elektrodialisis, pertukaran ion, *reverse osmosis*, filtrasi membran, *coagulation*, ekstraksi dan adsorpsi dengan karbon aktif dan resin penukar ion, yang memerlukan biaya yang sangat mahal dan tidak efektif. Di samping itu, pemanfaatan LLA sebagai adsorben juga telah banyak dilaporkan. Beberapa di antaranya adalah dari *clarified sludge* dari industri baja (Bhattacharya et al., 2006), limbah lumpur pengolahan air limbah kota (Yang et al., 2010), pabrik tekstil (Hunsom and Autthanit, 2013), pabrik kosmetik (Monsalvo et al., 2011), industri proses produksi plastik dan pupuk (Velghe et al., 2012), pabrik susu (Khosravan and Lashkari, 2011) pabrik sawit, (Zaini et al., 2013), dan pengolahan air minum (Abo-El-Enein et al., 2017).

Penelitian pemanfaatan LLA dari instalasi pengolahan air limbah (IPAL) industri *crumb rubber* (LLA-ICR) sebagai adsorben belum banyak dipublikasikan. Beberapa yang telah dilaporkan adalah untuk menyerap logam Cr (Salmariza, 2012; Salmariza et al., 2014) untuk menyerap logam Cd (Sy et al., 2016)

dan untuk menyerap logam Zn (Sy et al., 2018). Pada penelitian ini telah dilakukan pemanfaatan LLA-ICR sebagai adsorben logam berat ion Cd(II) dan Zn(II) dengan melihat pengaruh perlakuan pH larutan dan dosis. Pengamatan kapasitas penyerapan dan efisiensi penyerapan ion Cd(II) dan Zn(II) dipelajari dengan menggunakan sistem *batch*.

2. Metode

Bahan yang digunakan dalam penelitian ini adalah limbah lumpur aktif (LLA) proses *activated sludge* dari sistem Instalasi Pengolahan Air Limbah (IPAL) pada tangki pengeringan di industri *crumb rubber* PT. Kilang Lima Gunung, asam nitrat (HNO₃) 0,01 M, HCl, natrium hidroksida (NaOH), kadmium nitrat Cd(NO₃)₂, seng nitrat Zn(NO₃)₂, dan *Double Distilled Water*. Semua bahan kimia yang digunakan dengan tingkat kemurnian tinggi (p.a) keluaran Merck Germany.

Peralatan yang digunakan untuk persiapan dan pengerjaan sampel adalah peralatan gelas (pyrex), neraca analitis, oven (Mettler UNB 300), alat pirolisis, *muffle furnace* Thermoline-6000, desikator, ayakan *test siever* merek Retsch 5657 Haun W. Germany No. 40 mesh dan No. 60 mesh, shaker merek *Adjustable Reciprocating Orbital Shaker* (AROS)-160TM, pH meter, *Atomic Absorption Spectrophotometry* (AAS) merek AAS GBC 932 AA. Untuk karakterisasi sampel sebelum dan sesudah proses adsorpsi digunakan XRF (*X-ray fluorescence spectrometer*) merek PANalytical ELMilon3, FTIR (*Fourier Transform Infrared Spectrometer*) merek Perkin Elmer, SEM-EDX (*Scanning Electron Microscopy-Energy Dispersive X-ray Spectroscopy*) model S-3400N, dan kertas saring Whatman 42.

2.1. Metode preparasi sampel

Limbah lumpur akrif industri *crumb rubber* (LLA-ICR) dari bak klarifier dikumpulkan dan dikeringkan. Sampel lumpur dikeringkan selama tiga hari dengan sinar matahari dan kemudian dikeringkan lagi dalam oven pada suhu 70°C selama kurang lebih 5 jam. Kemudian digiling dan diayak dengan ayakan nomor 40 mesh dan tertahan pada nomor 60 mesh (ukuran partikel 420 µm) dengan menggunakan alat *siever*. Sampel dikemas dan disimpan dalam desikator dan siap untuk digunakan.

2.2. Percobaan adsorpsi secara batch

2.2.1. Pengaruh pH larutan pada penyerapan ion Cd(II), dan Zn(II)

Pada sebanyak 20 mL larutan ion Cd(II) dan Zn(II) dengan konsentrasi masing-masing 10 mg/L, yang telah diatur pH larutannya menjadi pH 1, 2, 3, 4, 5, 6, dan 7 dengan menambahkan NaOH 0,01 M, dimasukkan ke dalam 7 buah erlenmeyer 50 mL, masing-masing ditambahkan adsorben LLA-ICR sebanyak 0,5 gram, kemudian diaduk dengan shaker dengan kecepatan 180 rpm selama 30 menit. Kemudian larutan dipisahkan dengan cara menyaring filtratnya dengan kertas saring Whatman 42 dan dianalisis dengan AAS.

2.2.2. Pengaruh dosis adsorben pada penyerapan Cd(II), dan Zn(II)

Masing-masing sebanyak 20 mL larutan Cd(II) dan Zn(II), dengan konsentrasi optimum, yang telah diatur pH larutannya menjadi pH optimum dengan menambahkan NaOH 0,01 M. Kemudian dimasukkan ke dalam 10 buah erlenmeyer 50 mL dan ditambahkan adsorben LLA-ICR sebanyak 0,1, 0,2, 0,3, 0,4, 0,5, 0,6, 0,7, 0,8, 0,9 dan 1 gram. Kemudian diaduk dengan shaker pada kecepatan 180 rpm selama waktu optimum yang telah didapatkan. Kemudian larutan dipisahkan dengan cara menyaring filtratnya dengan kertas saring Whatman 42 dan dianalisis dengan AAS.

2.3. Analisis data

2.3.1. Perhitungan kapasitas penyerapan

Konsentrasi masing-masing logam saat setimbang dan konsentrasi mula-mula ditentukan secara Spektrofotometri Serapan Atom. Banyaknya ion logam Cd(II) dan Zn(II) yang teradsorpsi (mg) per gram adsorben ditentukan dengan menggunakan persamaan (1).

$$Q_e = \frac{(C_o - C_e) \times V}{W_a} \quad (1)$$

Dimana Q_e = Kapasitas adsorpsi pada saat kesetimbangan (mg/g), C_o = konsentrasi larutan ion logam awal (mg/L), C_e = konsentrasi larutan ion logam pada saat kesetimbangan (mg/L), W_a = berat adsorben (gram) dan V = Volume larutan ion logam (L).

2.3.2. Analisis statistik

Semua data dianalisis secara statistik dengan menggunakan SPSS yang menggunakan analisis varians (ANOVA) dan uji lanjut *Duncan's New Multiple Range Test* (DNMRT) pada tingkat signifikansi 5%. Adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses adsorpsi dikarakterisasi dengan menggunakan FTIR, XRF dan SEM-EDX.

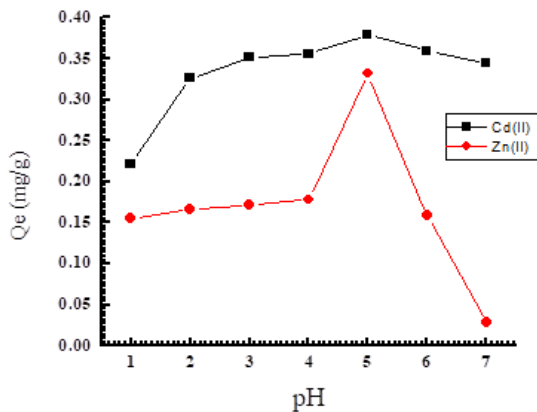
3. Hasil dan pembahasan

3.1. Pengaruh pH terhadap kapasitas adsorpsi Cd(II) dan Zn(II)

Secara umum, kemampuan adsorpsi ion logam berat oleh adsorben dari dalam larutan akan dipengaruhi oleh pH larutan. Keasaman medium mempengaruhi kompetisi ion hidrogen dan ion logam pada situs aktif permukaan adsorben (Sharma and Lee, 2014). Kapasitas adsorpsi dari adsorben LLA-ICR dianalisis pada kisaran pH 1 sampai 7. Pengaruh pH terhadap adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) ditunjukkan pada Gambar 1.

Dari Gambar 1 terlihat bahwa kapasitas adsorpsi ion Cd(II) meningkat dengan kenaikan pH sampai dengan penyerapan maksimum pada pH 5, kemudian menurun dengan meningkatnya pH dari pH 5 sampai pH 7. Hal itu dapat dilihat dari peningkatan kapasitas adsorpsi (Q_e) dari 0,222 mg/g sampai 0,379 mg/g dan menurun

menjadi 0,345 mg/g. Sama halnya dengan Cd(II), pada Zn(II) juga terjadi peningkatan kapasitas adsorpsi dari 0,155 mg/g sampai 0,332 mg/g pada pH 1-5, kemudian menurun menjadi 0,029 mg/g pada pH 7. Hal ini dapat dijelaskan bahwa pada pH rendah protonasi terjadi pada permukaan adsorben LLA-ICR sehingga dapat memblokir situs aktif yang tersedia untuk adsorpsi ion logam positif, sementara dengan meningkatnya pH, protonasi akan menurun dan muatan negatif pada permukaan adsorben akan lebih dieksploitasi menghasilkan daya tarik elektrostik terhadap ion logam positif dalam larutan (Abo-El-Enein et al., 2017).



Gambar 1. Pengaruh pH larutan terhadap kapasitas adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) dengan adsorben LLA-ICR. (Konsentrasi awal = 10 mg/L, vol larutan 20 mL, ukuran partikel 420 μ m, massa 0,5 g, waktu kontak 30 menit, kecepatan pengadukan 180 rpm)

Selanjutnya pada nilai pH yang lebih rendah (1-3), penyerapan juga rendah, karena adsorpsi ion Cd(II) dihambat. Kemungkinan hal ini terjadi sebagai hasil persaingan antara ion hidrogen dan ion logam pada sisi aktif penyerapan. Dengan kelebihan ion hidrogen dapat membatasi pendekatan kation logam (Farhan et al., 2013). Peningkatan efisiensi penyisihan secara linear dilaporkan juga telah terjadi dari pH 1-6 pada adsorpsi Zn(II) (Gupta et al., 2010). Hal ini mungkin disebabkan karena dengan meningkatnya pH larutan, maka permukaan adsorben menjadi negatif sehingga terjadi peningkatan adsorpsi (Yang et al., 2010).

Untuk menguji kebenaran perbedaan nilai pH yang didapat signifikan dengan kapasitas adsorpsi dilakukan analisis secara statistik dengan menggunakan software SPSS dengan menggunakan uji Anova (*analysis of variance*) dan uji lanjut menggunakan uji DNMRT pada tingkat kepercayaan 5%.

Dari uji lanjut Duncan didapatkan pH optimum untuk penyerapan ion Cd(II) dan Zn(II) diperoleh pada pH 5 karena memberikan kapasitas adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) tertinggi yang berbeda nyata dengan pH lainnya dan akan digunakan sebagai pH perlakuan dalam perlakuan selanjutnya. Hal ini sama dengan penelitian adsorpsi Cd(II) menggunakan daun *ficus carcia*, zeolit, dan lumpur, yang juga mendapatkan pH optimum pada pH 5 (Farhan et al., 2013; Gutiérrez-Segura et al., 2012; Naiya et al., 2008; Siswoyo et al., 2014). Begitu juga penelitian yang mempelajari adsorpsi ion Zn(II) dengan

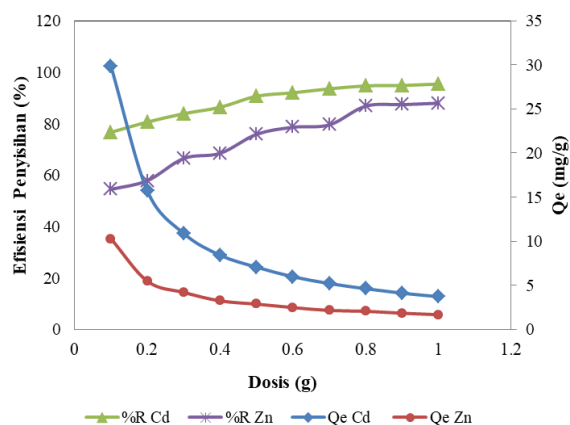
lumpur, daun kacang kedelai, dan biji durian yang telah dilaporkan dan diperoleh pH optimum pada pH 5 (Bhattacharya et al., 2006; Harmiwati et al., 2017; Lestari et al., 2016; Velghe et al., 2012).

Pengaruh pH juga dapat dijelaskan dalam hal muatan permukaan dari adsorben yang dikenal dengan *zero point of charge* yang disimbolkan dengan pH_{zpc} atau pH_{pzc} . Permukaan adsorben positif pada $pH < pH_{pzc}$, netral pada $pH = pH_{pzc}$ dan negatif pada $pH > pH_{pzc}$ (Rao and Kashifuddin, 2016). pH_{pzc} dari sludge didapatkan 4,1 sampai 5,4 (Hadi et al., 2015), sehingga adsorpsi Cd(II) dan Zn(II) paling rendah pada pH di bawah pH4 dan meningkat dengan kenaikan pH sampai pH 5, karena elektrostik daya tarik antara ion Cd(II) dan Zn(II) bermuatan positif dan permukaan adsorben bermuatan negatif.

3.2. Pengaruh dosis adsorben terhadap kapasitas adsorpsi Cd(II) dan Zn(II)

Dosis adsorben juga mempengaruhi efisiensi penyisihan (%R) dan kapasitas adsorpsi (Q_e) ion logam, dimana efisiensi penyisihan berbanding terbalik dengan kapasitas adsorpsi. Efisiensi penyisihan meningkat sejalan dengan meningkatnya dosis adsorben. Dengan bertambahnya adsorben, maka luas permukaan juga akan bertambah, sehingga sisi aktif pada adsorben juga bertambah banyak untuk mengikat dan menyerap adsorbat yang menyebabkan efisiensi penyisihan menjadi meningkat. Sebaliknya, kapasitas adsorpsi meningkat sejalan dengan penurunan dosis adsorben karena kapasitas adsorpsi dihitung sebagai jumlah ion logam yang teradsorpsi per gram adsorben. Semakin banyak dosis adsorben, maka kapasitas adsorpsi semakin menurun. Peningkatan dosis adsorben menyebabkan proporsi jumlah ion logam berkurang dalam larutan yang berhubungan dengan jumlah sisi aktif pada adsorben, yang dapat menyebabkan perubahan kesetimbangan adsorpsi. Oleh karena itu, bila dosis adsorben meningkat, situs aktif di permukaan adsorben menjadi tidak jenuh dan menyebabkan kapasitas adsorpsi menurun (Phuengprasop et al., 2011).

Sementara itu, untuk aplikasi penggunaan adsorben perlu dipertimbangkan dari sisi ekonomis sehingga penggunaan dosis dihitung dari dosis paling minimal namun dapat menghasilkan kemampuan penyerapan yang tertinggi. Oleh karena itu semakin sedikit berat adsorben, maka semakin tinggi kapasitas adsorpsi. Pengaruh dosis adsorben pada adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) dipelajari dengan menggunakan variasi berat pada kisaran 0,1 g – 1,0 g (Gambar 2.). Hasil penelitian menunjukkan bahwa efisiensi penyisihan (%R) dan kapasitas adsorpsi q_e sangat bergantung pada jumlah adsorben yang ditambahkan. Dari Gambar 2 dapat dilihat bahwa adsorben LLA-ICR dapat menyerap sampai 95,4% ion Cd(II) dan 87,9% ion Zn(II). Berat adsorben LLA-ICR optimum untuk adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) ditemukan pada dosis 0,1 gram dengan kapasitas adsorpsi maksimum didapatkan 29,819 mg/g untuk adsorpsi ion Cd(II) dan 10,267 mg/g untuk adsorpsi ion Zn(II). Terlihat bahwa kapasitas adsorpsi Cd(II) lebih tinggi dari Zn(II).



Gambar 2. Pengaruh dosis adsorben LLA-ICR terhadap efisiensi penyisihan dan kapasitas adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II). (Konsentrasi awal = 10 mg/L, vol larutan 20 mL, ukuran partikel 420 μm , massa 0,5 g, waktu kontak 30 menit, kecepatan pengadukan 180 rpm)

Penelitian lain yang telah dilaporkan juga mendapatkan efisiensi penyerapan ion Cd(II) 90%-99% dengan adsorben lumpur pengolahan air minum (Abo-El-Enein et al., 2017) dan efisiensi penyerapan Zn(II) dengan adsorben lumpur industri baja 94,6%-98,7% (Bhattacharya et al., 2006). Begitu juga dengan kapasitas penyerapan Cd(II) yang telah dilaporkan diantaranya 20,97 mg/g dengan lumpur pengolahan hasil laut (Khosravan and Lashkari, 2011), 14,7 mg/g dan 5,3-9,2 mg/g dengan lumpur IPAL komunal (Phuengprasop et al., 2011; Siswoyo et al., 2014). Sedangkan kapasitas penyerapan Zn(II) 15,53 mg/g (Bhattacharya et al., 2006) dengan lumpur pabrik baja, dan 5,5 mg/g dengan lumpur Industri proses produksi plastik dan pupuk (Velghe et al., 2012).

Kapasitas adsorpsi Cd(II) terlihat lebih tinggi jika dibandingkan dengan kapasitas adsorpsi Zn(II). Tingginya kapasitas adsorpsi Cd(II) dibanding Zn(II), dapat dikaitkan dengan indeks kovalens ion logam (Freitas et al., 2008). Potensi ion logam menjadi kompleks ligan tergantung pada kekuatan polarisasinya, yaitu, berdasarkan muatan, rasio radius kation. Akumulasi daya polarisasi tinggi memiliki densitas muatan positif yang tinggi dan digambarkan sebagai asam Lewis yang kuat. Energi orbital yang kosong dari ion logam diambil sebagai ukuran kemampuannya untuk menerima elektron dan dengan demikian membentuk ikatan kovalen. Energi orbit berhubungan dengan elektronegativitas (X_m), yang dapat didefinisikan sebagai ukuran daya tarik atom suatu elemen untuk pasangan elektron bersama dalam ikatan kovalen (Brady and Tobin, 1995).

Indeks perilaku ion logam kelas B yang dikenal sebagai indeks kovalen, dihitung dengan menggunakan X_m^*r , di mana X_m adalah elektronegativitas dan r adalah jari-jari ionik. Sr^{2+} adalah logam kelas A, sedangkan Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , dan Pb^{2+} adalah logam batas. Nilai indeks kovalen logam ini meningkat sesuai urutan: $\text{Sr}^{2+} < \text{Mn}^{2+} < \text{Zn}^{2+} < \text{Cd}^{2+} < \text{Cu}^{2+} < \text{Pb}^{2+}$. Secara umum, semakin besar nilai indeks kovalen ion logam, maka semakin besar tingkat karakter kelas B, dan

akibatnya akan berpotensi untuk membentuk ikatan kovalen dengan ligan (Brady and Tobin, 1995).

Selain itu, tingginya kapasitas adsorpsi Cd(II) dibanding Zn(II), juga dapat dikaitkan hasil analisis XRF dan EDX (Tabel 1 dan 2) dengan lebih tingginya persentase kadar Cd(II) setelah proses adsorpsi dibanding dengan persentase kadar Zn(II) sesudah proses adsorpsi. Hal ini juga didukung dengan spektra FTIR yang memperlihatkan penurunan intensitas transmitan Cd(II) setelah proses adsorpsi lebih tinggi dibanding Zn(II) (Gambar 3 dan 4).

Beberapa penelitian yang mendapatkan kapasitas adsorpsi dengan urutan Cd(II)>Zn(II) antara lain; Adsorpsi menggunakan polimer yang dibuat dari lumpur yang mendapatkan Pb(II)>Cd(II)>Zn(II) (Liu et al., 2015), dari lumpur anaerobik yang mendapatkan Cu(II)>Cd(II)>Zn(II)>Ni(II) (Artola et al., 2000), dari batang bambu yang mendapatkan Cd>Hg>Zn (González and Pliego-Cuervo, 2014), dari chitosan dan resin yang mendapatkan Hg(II)>Cd(II)>Zn(II) (Monier and Abdel-Latif, 2012) dan dari silica gel yang mendapatkan Cu(II)>Cd(II)>Zn(II)>Ni(II) (Li et al., 2014).

3.3. Karakterisasi adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II)

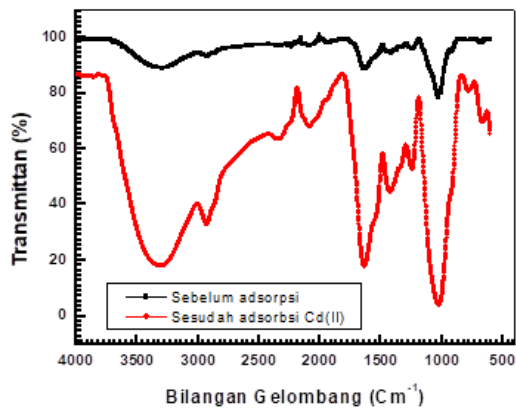
Karakterisasi Adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) dapat dilihat pada Gambar 3 dan 4 (dengan FTIR), Tabel 1 dan 2 (dengan XRF) dan Gambar 5 (dengan SEM-EDX).

Karakterisasi menggunakan spektrofotometri FTIR menunjukkan bahwa adsorben memiliki beberapa gugus fungsi yang berperan dalam proses adsorpsi (Gambar 3 dan 4). Dari Gambar 3 dan 4 terlihat adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) mempunyai tiga puncak gelombang utama pada bilangan gelombang yang sama, dengan intensitas yang berbeda. Pita serapan kuat pada antara 3000 cm^{-1} - 3500 cm^{-1} dapat dikaitkan dengan mode vibrasi peregangan dari ikatan O-H dalam permukaan gugus hidroksil atau molekul air teradsorpsi. Puncak ke dua pada daerah 1633 cm^{-1} dapat dikaitkan dengan mode vibrasi peregangan dari ikatan gugus fungsional karboksil C=O atau ikatan group fungsional alkena C=C. Selain itu, vibrasi lentur dari H_2O yang teradsorpsi pada permukaan adsorben, juga dapat berkontribusi pada proses penyerapan (Cheng et al., 2016).

Adanya puncak ketiga pada daerah 1030 cm^{-1} menunjukkan adanya peregangan Si-O-Si atau Si-O-C. Selain itu juga terlihat puncak adanya kecil pada 2223 cm^{-1} yang menunjukkan peregangan ikatan $\text{C}\equiv\text{N}$.

Puncak kecil lainnya ditemukan pada 675 cm^{-1} - 695 cm^{-1} yang dikaitkan dengan ikatan Si-O dalam kelompok SiO_4 . Hasil yang hampir sama juga dilaporkan pada limbah lumpur IPAL di China (Cheng et al., 2016), yang mendapatkan puncak pada daerah 3441 cm^{-1} dapat dikaitkan dengan mode peregangan ikatan OH pada gugus hidroksil permukaan atau molekul air. Puncak pada 1618 cm^{-1} dapat dikaitkan dengan mode vibrasi peregangan ikatan C=O atau ikatan C=C. Puncak yang paling tajam pada $1,033\text{ cm}^{-1}$, menunjukkan adanya ikatan Si-O-Si atau Si-O-C. Puncak kecil yang

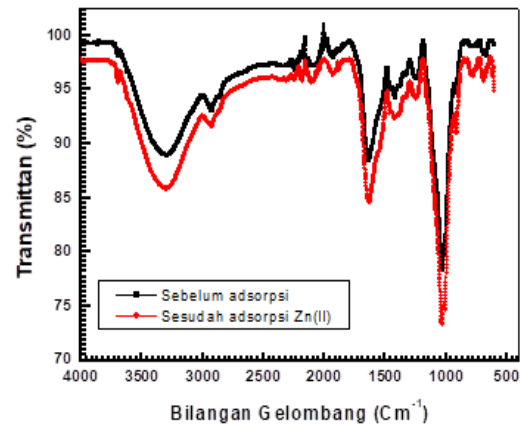
ditemukan pada 2225 cm^{-1} sesuai dengan mode vibrasi peregangan $\text{C}\equiv\text{N}$ atau ikatan $\text{C}\equiv\text{N}$. Puncak kecil lainnya ditemukan pada 694 cm^{-1} dan dikaitkan dengan mode vibrasi simetris ikatan Si-O dalam kelompok SiO_4 .



Gambar 3. Spektrum FTIR adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses adsorpsi Cd(II)

Hasil analisis FTIR lumpur IPAL komunal juga mendapatkan puncak pada 3430 cm^{-1} yang mengidentikkan adanya kelompok gugus fungsional hidroksil ($-\text{OH}$). Pada 1640 cm^{-1} ditemukan $\text{NH}_2\text{-C=O}$ untuk kelompok gugus fungsional akrilamida dan pada 1020 cm^{-1} ditemukan kelompok gugus fungsional karboksil C-O (Wu et al., 2013). Begitu juga pada lumpur pengolahan air minum yang mendapatkan $-\text{OH}$ stretching pada puncak antara 3385 dan 3417 cm^{-1} yang

mengidentikkan adanya kelompok gugus fungsional hidroksil (Zaini et al., 2013).



Gambar 4. Spektrum FTIR adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses adsorpsi Zn(II).

Puncak gelombang utama pada semua tipe adsorben tetap terlihat, baik sebelum maupun sesudah proses adsorpsi Cd(II) dan Zn(II), namun dengan intensitas yang berbeda dan cenderung menurun. Terlihat bahwa terjadi penurunan intensitas/persentase transmittansi spektra FTIR setelah proses adsorpsi Cd(II) dan Zn(II) di mana penurunan sesudah proses adsorpsi Cd(II) terlihat lebih tinggi dibanding sesudah proses adsorpsi Zn(II).

Tabel 1

Analisis XRF kadar elemen dan oksida adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II)

Kadar Elemen (%)				Kadar Oksida (%)			
Elemen	Sebelum Adsorpsi	Sesudah Adsorpsi Cd(II)	Sesudah Adsorpsi Zn(II)	Oksida	Sebelum Adsorpsi	Sesudah Adsorpsi Cd(II)	Sesudah Adsorpsi Zn(II)
Al	13,628	12,827	11,952	Al_2O_3	16,076	14,262	15,778
Si	55,786	27,402	28,511	SiO_2	63,203	35,677	36,68
K	1,523	0,847	0,912	K_2O	0,757	0,49	0,561
Ca	20,389	12,446	16,884	CaO	18,411	8,074	11,914
Fe	6,223	3,962	6,071	Fe_2O_3	3,168	2,439	4,403
Zn	0,114	0,069	6,363	ZnO	0,048	0,036	3,286
Cd	0	19,132	0	CdO	0	10,971	0

Dari Tabel 1. dapat dilihat bahwa adsorben LLA-ICR mengandung elemen kimia Al, Si, K, Ca, Fe dan Zn baik dalam bentuk unsur tunggal maupun dalam bentuk oksida. LLA-ICR mengandung Si, Ca dan Al yang lebih tinggi dibandingkan dengan unsur K, Fe dan Zn. Kadar silika sebelum proses adsorpsi mencapai 55,786%, kalsium 20,389%, aluminium 13,628%, sedangkan dalam bentuk oksidanya, kadar silikon dioksida mencapai 63,203%, alumina oksida 16,076%, kalsium oksida 11,914%, di mana nantinya akan banyak berperan sebagai sisi aktif adsorben untuk menyerap ion Cd(II) dan Zn(II). Hal ini dapat dilihat dari penurunan kadar Si, Ca dan Al setelah proses adsorpsi Cd(II) berturut-turut menjadi 27,402%, 12,446% dan 12,827% dan Zn(II) berturut-turut menjadi 28,511%, 16,884% dan 11,952.

Begitu juga dengan kadar oksidanya turun berturut-turut menjadi 35,677%, 8,074% dan 14,262% setelah proses adsorpsi Cd(II), serta 36,68%, 11,914% dan 15,778% setelah proses adsorpsi Zn(II).

Peran unsur dan oksida Si, Ca, Al, K dan Fe dalam adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) juga dapat dilihat dari terjadinya penurunan kadar Zn(II) pada LLA-ICR setelah proses adsorpsi Cd(II) dan peningkatannya setelah proses adsorpsi Zn(II). Begitu juga dengan terdeteksinya ion Cd(II) setelah proses adsorpsi, baik dalam bentuk unsur tunggal dan oksidanya (Tabel 1). Pada sludge IPAL domestik juga didapatkan dalam bentuk oksida SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 dan CaO berturut-turut 46,0%, 12,6%, 14,8% dan 13,8% (Nielsen et al., 2015).

Keberadaan dan peran unsur-unsur Si, Ca, Al, dan C dalam proses adsorpsi Cd(II) dan Zn(II) juga didukung oleh hasil analisis karakterisasi dengan EDX (Tabel 2). Hal ini dapat dilihat dari terjadinya penurunan kadar semua unsur setelah proses adsorpsi Cd(II) dan Zn(II), terdeteksinya Cd(II) setelah proses adsorpsi Cd(II) dan terdeteksinya Zn(II) setelah proses adsorpsi Zn(II).

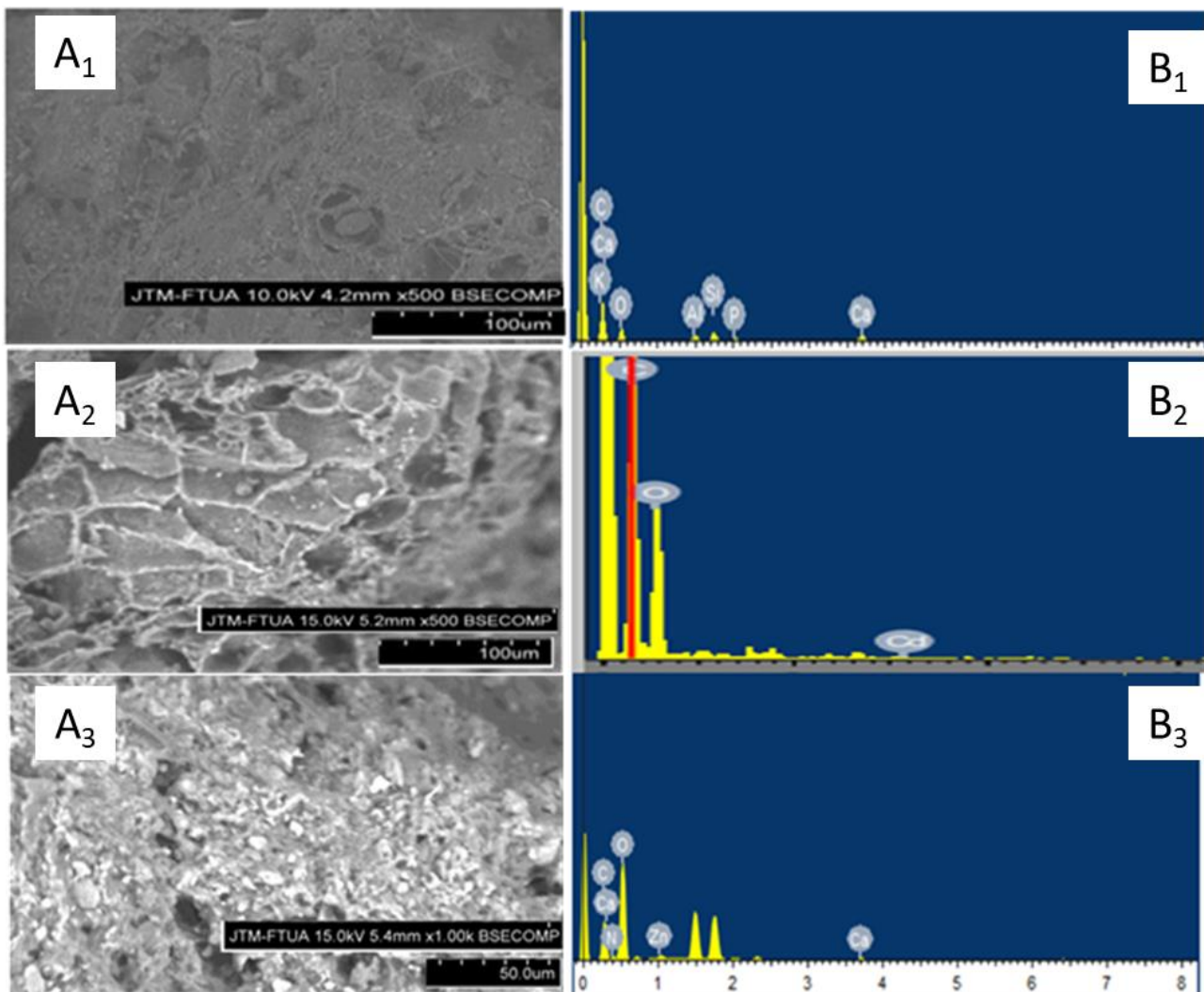
Tabel 2

Analisis EDX kadar unsur adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II)

Elemen	Sebelum Adsorpsi (%)	Sesudah Adsorpsi Cd(II) (%)	Sesudah Adsorpsi Zn(II) (%)
C	43,46	14,12	24,57
O	43,16	18,51	37,27
Al	3,67	1,55	1,02
Si	5,55	2,68	1,47
Ca	3,33	0	1,42
K	0,83	0,11	0
Cd	0	63,03	0
Zn	0	0	34,25

Photo morfologi permukaan dan spektra SEM-EDX adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses

adsorpsi Cd(II) dan Zn(II) disajikan pada Gambar 5 A dan B). Dari Gambar 5 (A1, A2 dan A3) terlihat mikrograf SEM dengan perbesaran 500 kali menunjukkan struktur permukaan dan porositas adsorben LLA-ICR sebelum dan sesudah proses adsorpsi Cd(II) dan Zn(II). Struktur permukaan adsorben sebelum proses adsorpsi (Gambar 5 (A1)) terlihat lebih kasar dan berpori jika dibandingkan dengan sesudah proses adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) (Gambar 5 (A2) dan (A3)). Bagian tersebutlah yang diperkirakan bertanggung jawab untuk menjebak ion logam dan tempat terjadinya difusi intra pori selama proses adsorpsi (Abo-El-Enein et al., 2017). Kemungkinan mekanisme adsorpsi ion logam pada adsorben LLA-ICR adalah adsorpsi fisik dan kimia di permukaan situs aktif. Hal ini juga dibuktikan dengan hasil karakterisasi dengan spektroskopi dispersif energi X-Ray (EDX) (Gambar 5 B) di mana terlihat adanya Si, Ca, Al, K, O dan P dan besi pada permukaan adsorben LLA-ICR sebelum proses adsorpsi (Gambar 5(B1)), sedangkan Cd(II) dan Zn(II) tidak terlihat. Namun ion Cd(II) terlihat setelah proses adsorpsi Cd(II), dan Zn(II) terlihat setelah proses adsorpsi Zn(II) (Gambar 5 (B2) dan (B3)).



Gambar 5. Hasil analisis SEM-EDX, photo morfologi permukaan dan spektrum adsorben LLA-ICR sebelum 5(A1 dan B1), sesudah proses adsorpsi Cd(II) (5 A2 dan B2) dan sesudah proses adsorpsi Zn(II) (5 A3 dan B3)

3.4. Perbandingan kapasitas adsorpsi Cd(II) dan Zn(II) dengan beberapa adsorben dari berbagai jenis lumpur

Perbandingan kapasitas adsorpsi Cd(II) dan Zn(II) dengan beberapa adsorben dari berbagai jenis lumpur dengan perlakuan pH larutan dan dosis adsorben dalam literatur disajikan pada Tabel 3. Terlihat bahwa penyerapan optimum ion Cd(II) dan Zn(II) oleh

adsorben dari beberapa jenis lumpur terjadi pada pH 5 dengan dosis dari 0,02 g-7,5 g. Kapasitas adsorpsi ion Cd(II) dan Zn(II) terlihat mempunyai rentang yang luas yaitu dari 1,3 mg/g-195,7 mg/g, namun pada umumnya kapasitas adsorpsinya di bawah 53 mg/g, termasuk adsorben LLA-ICR. Kapasitas adsorpsi oleh adsorben LLA-ICR didapatkan 3,7-29,8 mg/g untuk ion Cd(II) dan 1,7-10,3 untuk ion Zn(II).

Tabel 3. Perbandingan kapasitas penyerapan beberapa adsorben dari berbagai jenis lumpur

Adsorben (Jenis Lumpur)	Adsorbat	pH	Dosis (g)	Kapasitas Adsorpsi/Qe (mg/g)	Pustaka
Industri susu	Cd(II)	5	0,2-0,5	1,3-1,7	(Khosravan and Lashkari, 2011)
IPAL komunal	Cd(II)			31,2- 565,1	(Liu et al., 2015)
	Zn(II)	4,5	0,02	8,6- 195,7	
Industri proses produksi plastik dan pupuk	Zn(II)	5	0,3	5,5	(Velghe et al., 2012)
Pabrik baja	Zn(II)	5	5	15,53	(Bhattacharya et al., 2006)
Industri	Cd(II)	6,5	0,5	16,7	(Gutiérrez-Segura et al., 2012)
Ipal komunal	Cd	5	1,5	14,7	(Phuengprasop et al., 2011)
IPAL komunal	Cd(II)	5	1,2-2,4	5,3-9,2	(Siswoyo et al., 2014)
Elektroplating	Cd(II)	6,5-75	0,1	41,2	(Bhatnagar and Minocha, 2009)
Pabrik baja	Cd(II)	5	7,5	36,23	(Naiya et al., 2008)
Industri <i>Crumb Rubber</i>	Cd(II),	5	0,1-1	3,7-29,8	Pada penelitian ini
	Zn(II)			1,7-10,3	

4. Kesimpulan

Dari hasil penelitian yang telah dilakukan dapat disimpulkan bahwa perlakuan pH dan dosis berpengaruh pada kapasitas penyerapan dan efisiensi penyerapan ion Cd(II) dan Zn(II) oleh adsorben LLA-ICR. Didapatkan bahwa semakin tinggi pH semakin tinggi kapasitas adsorpsi dan efisiensi penyisihan sampai mencapai pH optimum pada pH 5. Semakin rendah dosis adsorben, maka semakin tinggi kapasitas adsorpsi namun semakin rendah efisiensi penyisihan ion Cd(II) dan Zn(II). Didapatkan dosis adsorben optimum pada 0,1 g dengan kapasitas adsorpsi dan efisiensi penyisihan ion Cd(II) lebih besar dari Zn(II). Kapasitas penyerapan maksimum untuk ion Cd(II) didapatkan 29,8 mg/g dan 10,3 mg/g untuk ion Zn(II). Efisiensi penyerapan maksimum untuk ion Cd(II) didapatkan 95,4% dan 87,9% untuk ion Zn(II).

Ucapan terima kasih

Penulis mengucapkan terimakasih kepada Pusdiklat Kementerian Perindustrian yang telah memberi dana penelitian ini dan Kepala Baristand Industri Padang yang telah memberi izin penggunaan fasilitas laboratorium untuk penelitian dan pengujian.

Daftar pustaka

- Abo-El-Enein, S.A., Shebl, A., Abo El-Dahab, S.A., 2017. Drinking water treatment sludge as an efficient adsorbent for heavy metals removal. *Appl. Clay Sci.* 146, 343–349. doi:10.1016/j.clay.2017.06.027
- Artola, a, Martin, M., Balaguer, M., Rigola, M., 2000. Isotherm model analysis for the adsorption of Cd (II), Cu (II), Ni (II), and Zn (II) on anaerobically digested sludge. *J. Colloid Interface Sci.* 232, 64–70.

doi:10.1006/jcis.2000.7186

- Bhatnagar, A., Minocha, A.K., 2009. Utilization of industrial waste for cadmium removal from water and immobilization in cement. *Chem. Eng. J.* 150, 145–151. doi:10.1016/j.cej.2008.12.013
- Bhattacharya, A.K., Mandal, S.N., Das, S.K., 2006. Adsorption of Zn(II) from aqueous solution by using different adsorbents. *Chem. Eng. J.* 123, 43–51.
- Brady, J.M., Tobin, J.M., 1995. Binding of hard and soft metal ions to *Rhizopus arrhizus* biomass. *Enzyme Microb. Technol.* 17, 791–796. doi:10.1016/0141-0229(95)00142-R
- Cheng, F., Luo, H., Hu, L., Yu, B., Luo, Z., Fidalgo De Cortalezzi, M., 2016. Sludge carbonization and activation: From hazardous waste to functional materials for water treatment. *J. Environ. Chem. Eng.* 4, 4574–4586. doi:10.1016/j.jece.2016.11.013
- Ding, R., Zhang, P., Seredych, M., Bandoz, T.J., 2012. Removal of antibiotics from water using sewage sludge- and waste oil sludge-derived adsorbents. *Water Res.* 46, 4081–4090. doi:10.1016/j.watres.2012.05.013
- Farhan, A.M., Al-Dujaili, A.H., Awwad, A.M., 2013. Equilibrium and kinetic studies of cadmium(II) and lead(II) ions biosorption onto *Ficus carica* leaves. *Int. J. Ind. Chem.* 4, 1–8. doi:10.1186/2228-5547-4-24
- Freitas, O.M.M., Martins, R.J.E., Delerue-Matos, C.M., Boaventura, R.A.R., 2008. Removal of Cd(II), Zn(II) and Pb(II) from aqueous solutions by brown marine macro algae: Kinetic modelling. *J. Hazard. Mater.* 153, 493–501.
- Fu, F., Wang, Q., 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *J. Environ. Manage.* 92, 407–418. doi:10.1016/j.jenvman.2010.11.011
- Gómez-Pacheco, C. V., Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., López-Peñalver, J.J., 2012. Optimization of the preparation process of biological sludge adsorbents

- for application in water treatment. *J. Hazard. Mater.* 217–218, 76–84. doi:10.1016/j.jhazmat.2012.02.067
- González, P.G., Pliego-Cuervo, Y.B., 2014. Adsorption of Cd(II), Hg(II) and Zn(II) from aqueous solution using mesoporous activated carbon produced from *Bambusa vulgaris striata*. *Chem. Eng. Res. Des.* 92, 1–10. doi:10.1016/j.cherd.2014.02.013
- Gupta, N., Amritphale, S.S., Chandra, N., 2010. Removal of Zn (II) from aqueous solution by using hybrid precursor of silicon and carbon. *Bioresour. Technol.* 101, 3355–3362.
- Gutiérrez-Segura, E., Solache-Ríos, M., Colín-Cruz, A., Fall, C., 2012. Adsorption of cadmium by Na and Fe modified zeolitic tuffs and carbonaceous material from pyrolyzed sewage sludge. *J. Environ. Manage.* 97, 6–13. doi:10.1016/j.jenvman.2011.11.010
- Hadi, P., Xu, M., Ning, C., Sze Ki Lin, C., McKay, G., 2015. A critical review on preparation, characterization and utilization of sludge-derived activated carbons for wastewater treatment. *Chem. Eng. J.* doi:10.1016/j.cej.2014.08.088
- Harmiawati, Salmariza, S., Kurniawati, D., Lestari, I., Chaidir, Z., Desmiarti, R., Zein, R., 2017. Biosorption of Pb (II) And Zn (II) metal ions from aqueous solutions by stem tree of soybean using continuous. *ARPN J. Eng. Appl. Sci.* 12, 5258–5262.
- Hunsom, M., Autthanit, C., 2013. Adsorptive purification of crude glycerol by sewage sludge-derived activated carbon prepared by chemical activation with H₃PO₄, K₂CO₃ and KOH. *Chem. Eng. J.* 229, 334–343.
- Ihsanullah, Al-Khaldi, F.A., Abusharkh, B., Khaled, M., Atieh, M.A., Nasser, M.S., Laoui, T., Saleh, T.A., Agarwal, S., Tyagi, I., Gupta, V.K., 2015. Adsorptive removal of cadmium(II) ions from liquid phase using acid modified carbon-based adsorbents. *J. Mol. Liq.* 204, 255–263. doi:10.1016/j.molliq.2015.01.033
- Khosravan, A., Lashkari, B., 2011. Adsorption of Cd(II) by Dried Activated Sludge A. *Iran. J. Chem. Eng.* 8, 41–56.
- Lestari, I., Sy, S., Kurniawati, D., Alif, A., Zein, R., Aziz, H., 2016. Effect of pH on the biosorption of heavy metal by alginate immobilized durian (*Durio zibethinus*) seed. *Der Pharma Chem.* 8, 294–300.
- Li, M., Li, M., Feng, C., Zeng, Q., 2014. Preparation and characterization of multi-carboxyl-functionalized silica gel for removal of Cu (II), Cd (II), Ni (II) and Zn(II) from aqueous solution. *Appl. Surf. Sci.* 314, 1063–1069. doi:10.1016/j.apsusc.2014.06.038
- Liu, W., Zhang, J., Jin, Y., Zhao, X., Cai, Z., 2015. Adsorption of Pb(II), Cd(II) and Zn(II) by extracellular polymeric substances extracted from aerobic granular sludge: Efficiency of protein. *J. Environ. Chem. Eng.* 3, 1223–1232. doi:10.1016/j.jece.2015.04.009
- Monier, M., Abdel-Latif, D.A., 2012. Preparation of cross-linked magnetic chitosan-phenylthiourea resin for adsorption of Hg(II), Cd(II) and Zn(II) ions from aqueous solutions. *J. Hazard. Mater.* 209–210, 240–9. doi:10.1016/j.jhazmat.2012.01.015
- Monsalvo, V.M., Mohedano, A.F., Rodriguez, J.J., 2011. Activated carbons from sewage sludge. Application to aqueous-phase adsorption of 4-chlorophenol. *Desalination* 277, 377–382. doi:10.1016/j.desal.2011.04.059
- Naiya, T.K., Bhattacharya, A.K., Das, S.K., 2008. Removal of Cd(II) from aqueous solutions using clarified sludge. *J. Colloid Interface Sci.* 325, 48–56. doi:10.1016/j.jcis.2008.06.003
- Nielsen, L., Zhang, P., Bandosz, T.J., 2015. Adsorption of carbamazepine on sludge/fish waste derived adsorbents: Effect of surface chemistry and texture. *Chem. Eng. J.* 267, 170–181. doi:10.1016/j.cej.2014.12.113
- Phuengprasop, T., Sittiwong, J., Unob, F., 2011. Removal of heavy metal ions by iron oxide coated sewage sludge. *J. Hazard. Mater.* 186, 502–507. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.11.065
- Rao, R.A.K., Kashifuddin, M., 2016. Adsorption studies of Cd(II) on ball clay: Comparison with other natural clays. *Arab. J. Chem.* 9, S1233–S1241. doi:10.1016/j.arabjc.2012.01.010
- Salmariza, S., 2012. Pemanfaatan limbah lumpur proses activated sludge industri karet remah sebagai adsorben. *J. Ris. Ind.* VI, 175–182.
- Salmariza, S., Mawardi, M., Hariyani, R., Kasman, M., 2014. Pengembangan adsorben dari limbah lumpur industri crumb rubber yang diaktivasi dengan H₃PO₄ untuk menyerap ion Cr(VI). *J. Litbang Ind.* 4, 67–77. doi:10.24960/jli.v4i2.647.67-77
- Samolada, M.C., Zabaniotou, A.A., 2014. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. *Waste Manag.* doi:10.1016/j.wasman.2013.11.003
- Sharma, A., Lee, B.K., 2014. Cd(II) removal and recovery enhancement by using acrylamide-titanium nanocomposite as an adsorbent. *Appl. Surf. Sci.* 313, 624–632. doi:10.1016/j.apsusc.2014.06.034
- Siswoyo, E., Mihara, Y., Tanaka, S., 2014. Determination of key components and adsorption capacity of a low cost adsorbent based on sludge of drinking water treatment plant to adsorb cadmium ion in water. *Appl. Clay Sci.* 97–98, 146–152. doi:10.1016/j.clay.2014.05.024
- Smith, K.M., Fowler, G.D., Pullket, S., Graham, N.J.D., 2009. Sewage sludge-based adsorbents: A review of their production, properties and use in water treatment applications. *Water Res.* 43, 2569–2594.
- Spellman, F., 2014. Handbook of water and wastewater treatment plant operations, third. ed. CRC Press, New York.
- Sy, S., Harmiawati, Kurniawati, D., Aziz, H., Chaidir, Z., Zein, R., 2018. Removal of Zinc onto several adsorbents derived from waste activated sludge of crumb rubber industry (CRI-WAS). *Int. J. Adv. Sci. Eng. Inf. Technol.* 8, 157–164. doi:10.18517/ijaseit.8.1.4084
- Sy, S., Lestari, I., Kurniawati, D., Aziz, H., Chaidir, Z., Zein, R., 2016. Characterization of waste activated sludge of crumb rubber industry (CRI-WAS) as Adsorbent of Cd(II). *Der Pharma Chem.* 8, 228–235.
- Velghe, I., Carleer, R., Yperman, J., Schreurs, S., D'Haen, J., 2012. Characterisation of adsorbents prepared by pyrolysis of sludge and sludge/disposal filter cake mix. *Water Res.* 46, 2783–2794.

- doi:10.1016/j.watres.2012.02.034
- Wu, C., Song, M., Jin, B., Wu, Y., Huang, Y., 2013. Effect of biomass addition on the surface and adsorption characterization of carbon-based adsorbents from sewage sludge. *J. Environ. Sci. (China)* 25, 405–412. doi:10.1016/S1001-0742(12)60028-X
- Yang, C., Wang, J., Lei, M., Xie, G., Zeng, G., Luo, S., 2010. Biosorption of zinc(II) from aqueous solution by dried activated sludge. *J. Environ. Sci.* 22, 675–680. doi:10.1016/S1001-0742(09)60162-5
- Zaini, M.A.A., Zakaria, M., Mohd.-Setapar, S.H., Che-Yunus, M.A., 2013. Sludge-adsorbents from palm oil mill effluent for methylene blue removal. *J. Environ. Chem. Eng.* 1, 1091–1098. doi:10.1016/j.jece.2013.08.026